

УДК 631.811.94:632.122.1:621.039.8

ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСОНОВ НА ПОГЛОЩЕНИЕ КАЛЬЦИЯ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ КУКУРУЗОЙ

Ю. Я. МАЗЕЛЬ, В. Я. ТЕМКИНА, И. Л. АФАНАСЬЕВА
(Кафедра прикладной атомной физики и радиохимии)

Термин «тяжелые металлы» довольно условен. К таким металлам в настоящее время относят элементы с порядковым номером более 20: Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb и др. Часть этих элементов (Mn, Cu, Zn) в микроколичествах необходима для роста и развития растения. Другие элементы могут поглощаться растениями, хотя и не нужны им. Поступая в растения, тяжелые металлы представляют опасность с двух точек зрения. Во-первых, они (и прежде всего Cd, Hg, Pb) включаются в экологическую цепочку растение — человек и при определенных концентрациях могут оказывать неблагоприятное воздействие на здоровье людей. Во-вторых, накапливаясь в растениях в избыточном количестве, тяжелые металлы могут ингибировать рост самих растений.

Поступление тяжелых металлов в растение зависит от формы, в которой находятся эти элементы в растворе или почве. Они присутствуют в почве в виде свободных и сорбированных ионов, в осадках, органо-минеральных комплексах различной растворимости, в составе минералов. Существует мнение, что в почвенных растворах некоторых типов почв поливалентные металлы находятся исключительно в закомплексованной форме. Косвенным доказательством этого является тот факт, что в ряде случаев концентрация Cu, Zn, Mn, Ni, Cd и Pb в

почвенном растворе оказывается выше той, которую можно получить на основании данных о растворимости неорганических соединений этих металлов, обычно присутствующих в почвах. Истинная природа органо-минеральных комплексов, образующихся в почвенном растворе, неясна, однако известно, что металлы реагируют с карбоксильными, фенольными, имидными и, возможно, другими функциональными группами органических соединений. Шнитцер [15], определяя константы стабильности для ряда комплексных соединений металлов с фульвокислотами, нашел, что по своей способности образовывать комплексы металлы располагаются в следующем порядке $Fe > Cu > Ni > Co > Pb > Zn > Mn$. Сходные данные приводит Лагерверф с соавторами [12] — $Cu > Pb > Zn > Cd$. Принципиальная возможность поступления в растения хелатных соединений металла была показана в экспериментах с двойной меткой — по углероду или азоту и металлу [17, 18]. Вместе с тем установлено, что скорость поступления комплексных соединений металлов в растения из чистых растворов меньше, чем ионных форм [8—10, 16]. Обнаружено также [13], что Сг-ЭДТА поглощается рисом хуже, чем Cr^{3+} , но обладает в растениях большей подвижностью. Отмечено усиление поглощения и транспорта в растениях некото-

рых трехвалентных катионов (Cr, Al, Ga, In) при добавлении к раствору комплексных соединений [9].

К сожалению, только в единичных работах указывалось, что комплексообразование влияет на транспорт тяжелых металлов в растения из почвы. Для борьбы с хлорозом на карбонатных почвах успешно использовались комплексы на основе комплексонов, усиливающие поступление железа в растение [2, 4, 7]. По данным Петрузелли с соавторами [14], Cd настолько прочно связывается гумусовыми соединениями, характеризующимися относительно высокими молекулярными массами, что становится недоступным для растений.

В связи с неоднозначностью имеющихся экспериментальных данных мы поставили задачу изучить влияние комплексообразования на поступление и транспорт тяжелых металлов в растение. С практической точки зрения в качестве комплексообразователей лучше всего было бы использовать органическое вещество почвы. Учитывая, однако, что оно неоднородно, его состав полностью нерасшифрован и нет достаточно данных об устойчивости комплексов тяжелых металлов с органическим веществом, было целесообразно изучить этот вопрос с использованием комплексонов, нашедших в последние годы применение в сельском хозяйстве.

Методика

Из тяжелых металлов были исследованы Zn, Cd и Hg. Кроме того, изучалось поступление в растения Ca как элемента, с одной стороны, необходимого для жизни растений, а с другой — дающего достаточно устойчивые комплексные соединения. В качестве комплексонов был использован ряд полиаминополиуксусных и полифосфоновых кислот различного строения (табл. 1).

С известным приближением эти соединения могут рассматриваться как модели некоторых органических веществ, присутствующих в почвенных растворах. Массы комплексонов колебались от 75 до 400, а логарифм констант их устойчивости — от 2,59 до 26,7.

Эксперименты проводили в водной, песчаной и почвенной культурах с проростками кукурузы сорта Стерлинг.

В опытах с водной культурой семена кукурузы замачивали на фильтровальной бумаге при 28°, двухдневные проростки переносили на водопроводную воду, где они находились до 5—6-дневного возраста. К этому времени в приготовленный раствор комплекса вводили Ca, Zn, Cd или Hg, меченные соответственно ⁴⁵Ca, ⁶⁵Zn, ^{115m}Cd и ²⁰³Hg. В растворе комплексоны всегда были в некотором избытке (1,5—2-кратном). В предварительных экспериментах установлено, что использованные концентрации комплекса не влияли на рост растений. После того как растения двое суток поглощали ту или иную форму металла из водной культуры (контролем служили растения, находившиеся на растворе соли данного металла), их переносили на дистиллированную воду для удаления элемента, находящегося на поверхности корня и в свободном пространстве. Затем разделяли надземную массу и корни и высушивали их при 105°. Радиоактивность растительного материала определяли с помощью счетчика Т-25-БФЛ и радиометра РПС-2-03Т.

При использовании песчаной культуры эксперимент проводили с двойной меткой. Глицин-¹⁴C растворяли в воде и туда же добавляли меченые Zn, Cd или Hg в количествах, необходимых для полного связывания глицина. Эти растворы перемешивали с 1 кг промытого кварцевого песка и набивали им сосуды. Песок увлажняли до 60% полной влагоемкости, высевали на поверхность семена кукурузы и засыпали их 150 г увлажненного песка. Продолжительность выращивания растений — 17 дней. По окончании опыта корни отмывали от песка, растения высушивали при 105° и определяли активность металлов в них на γ-спектрометре 1185-R. Затем растительный материал озоляли в токе воздуха, который пропускали через сцинтиллятор, содержащий поглотитель углекислоты (фенилэтиламин). Активность углерода определяли на β-спектрометре Марк-II.

В опытах с почвой изучалось поступление в растения только Zn и Cd. К 250 г дерно-

Т а б л и ц а 1

Комплексоны, используемые в экспериментах [1]

Комплексоны	Обозначения	Молекулярные массы	Логарифм констант устойчивости комплексонов			
			Ca	Zn	Cd	Hg
Аминоуксусная кислота [6]	АУ	75,07	—	5,52	4,80	10,3
Иминодиуксусная кислота	ИДУ	133,11	2,59	7,02	5,35	—
Нитрилтриуксусная кислота	НТУ	191,14	6,41	10,67	9,83	—
Этилендиамин-N, N, N' N'-тетрауксусная кислота	ЭДТА	292,25	10,70	16,50	16,45	21,80
2-окси-1,3-диаминопропан-N, N, N', N'-тетрауксусной кислоты	ДАПА	322,27	7,5	—	—	—
Диэтилентриаминпентауксусная кислота	ДТПА	393,35	10,89	18,55	19,31	26,70
Оксипентилдифосфоновая кислота [3]	ОЭДФ	206,02	—	—	—	—
Нитрилтриметилфосфоновая кислота [3]	НТФ	299,05	—	16,37	11,55	—

во-подзолистой тяжелосуглинистой почвы (А_{пах}, рН_{вод} 4,3) добавляли меченые комплексопаты металлов, аналогичные использованным в опытах с водной культурой. Кроме того, были испытаны органические соединения (50—100 мг орг. вещества), которые содержались в водной вытяжке из листьев подсолнечника (ВВЛП), разлагавшихся три недели в анаэробных условиях, а также смесь фульвокислот (Ф), выделенных из горизонта А₁. Добавление комплексонатов в почву не изменяло рН_{вод}. В контроле Zn и Cd вносили в почву в ионной форме. Количество добавленного к почве Cd составляло 2,08 и 5 мг, а Zn — 0,146 мг. В каждый сосуд высаживали по 10 двухдневных проростков кукурузы, которые сверху засыпали 0,5 см слоем влажного песка. Влажность почвы доводили до 60 % полной влагоемкости (ППВ 37,6 %). Растения выращивали 7 дней, затем надземную массу срезали, корни отмывали от почвы и весь расти-

тельный материал сушили при 105°. Радиоактивность Zn определяли на γ-спектрометре 1185-R, а Cd — на счетчике Т-25-БФЛ и радиометре РПС-2-03Т.

Повторность опыта 3-кратная. Каждый опыт воспроизводился 2—3 раза. В таблицах приведены средняя арифметическая и средняя квадратичная ошибки результата.

Результаты

Как видно из табл. 2, комплексные формы металлов Ca, Zn и Cd накапливались в растениях в меньших количествах, чем ионные формы. Концентрация Ca в растениях в большей степени снижалась под действием фосфоновых кислот (в надземной массе — в 7—10 раз, а в корнях — в 3—5 раз), а Zn — под действием ЭДТА (в надземной массе — в 20 раз, а в корнях — в 8 раз). В опытах с Cd результаты оказались неоднородными, хотя и здесь можно отметить

Т а б л и ц а 2

Поступление различных соединений кальция, цинка, кадмия и ртути в надземную массу (в числителе) и в корни (в знаменателе) кукурузы

Варианты опыта	Элемент				
	Ca	Zn	Cd	Cd	Hg
	№ серии				
	1—2	1—3	1 и 4	2—3	1—3
	Концентрация элемента в растворе, мг/мл				
	0,094	0,0016—0,0083	0,016—0,024	0,012	0,00224—0,00400
	Концентрация поглощенного элемента в контроле, мг/г сухой массы в надземной массе				
	0,44±0,02	(0,004—0,032) ±0,01	0,024±0,004	0,065±0,012	(0,005—0,010) ±0,003
	в корнях				
	0,34±0,02	(0,023—0,120) ±0,005	5,56±0,32	2,22±0,13	(0,54—1,04) ±0,03
	в относительных единицах				
Контроль,	1,00±0,04	1,00±0,04	1,00±0,17	1,00±0,16	1,00±0,17
H ₂ O	1,00±0,11	1,00±0,11	1,00±0,06	1,00±0,06	1,00±0,05
АУ	0,94±0,02	1,04±0,04	—	0,67±0,16	—
	0,84±0,03	0,84±0,03	—	1,12±0,02	—
ИДУ	0,38±0,02	1,04±0,02	1,86±0,18	0,95±0,14	1,00±0,01
	0,50±0,05	0,90±0,03	0,54±0,02	0,74±0,07	1,06±0,04
НТУ	0,22±0,01	0,26±0,05	4,41±0,35	—	1,13±0,12
	0,29±0,01	0,52±0,04	0,17±0,01	—	1,05±0,06
ЭДТА	0,54±0,01	0,05±0,01	2,32±0,24	0,36±0,08	1,00±0,10
	0,30±0,02	0,13±0,03	0,15±0,01	0,25±0,05	1,03±0,06
ДАПА	0,32±0,04	0,45±0,04	2,90±0,21	—	1,10±0,10
	0,43±0,03	0,68±0,02	0,23±0,01	—	0,97±0,03
ДТПА	0,27±0,01	0,09±0,01	2,30±0,46	—	1,30±0,10
	0,39±0,02	0,32±0,04	0,14±0,01	—	1,00±0,03
ОЭДФ	0,09±0,02	0,94±0,10	1,50±0,10	—	1,30±0,10
	0,21±0,01	1,23±0,07	0,22±0,02	—	0,94±0,06
НТФ	0,14±0,01	0,49±0,06	1,86±0,20	—	0,93±0,01
	0,33±0,10	1,17±0,13	0,20±0,01	—	0,97±0,04

Совместное влияние Ca^{2+} и ЭДТА на поступление тяжелых металлов в надземную массу (в числителе) и корни (в знаменателе) кукурузы

Концентрация поглощенных металлов, мг/г сухой массы, контроль	Относительная концентрация поглощенных металлов	
	контроль	ЭДТА
	Zn, 0,0083 мг/мл, Ca, 10^{-4} M	
$\frac{0,004 \pm 0,001}{0,030 \pm 0,001}$	$\frac{1,00 \pm 0,04}{1,00 \pm 0,02}$	$\frac{0,10 \pm 0,03}{0,10 \pm 0,01}$
	Cd, 0,0596 мг/мл, Ca, 10^{-4} M	
$\frac{0,13 \pm 0,01}{2,26 \pm 0,15}$	$\frac{1,00 \pm 0,01}{1,00 \pm 0,06}$	$\frac{0,09 \pm 0,01}{0,16 \pm 0,01}$
	Hg, 0,00224 мг/мл, Ca, 10^{-4} M	
$\frac{0,006 \pm 0,003}{0,23 \pm 0,04}$	$\frac{1,00 \pm 0,50}{1,00 \pm 0,17}$	$\frac{0,25 \pm 0,12}{0,77 \pm 0,03}$

некоторые общие закономерности. Во всех сериях опытов концентрация Cd в корнях при выращивании растений на комплексонатах Cd была ниже, чем в контроле. В надземной же массе в сериях 1 и 4 она была выше, а в сериях 2 и 3 — ниже контрольной. Подобный разброс данных вызван скорее всего следующими причинами. В связи с низкой удельной активностью поставляемого промышленностью ^{115}mCd и относительно низкой эффективностью счета приходится работать с высокими концентрациями Cd, граничащими с токсичными. В серии опытов 1 и 4 концентрация Cd в корнях в контроле стала настолько высокой, что растения погибли. В вариантах с комплексонами в связи с меньшей скоростью поступления Cd в растения последние оставались живыми и транспорт в надземную массу продолжался. В серии опытов 2 и 3 концентрация Cd в корнях была ниже (2,22 вместо 5,56 мг/г сухой массы в сериях 1,4), растения в контроле оставались живыми и «кажущегося» накопления Cd в надземной части в опытных вариантах не происходило.

Что же касается Hg, то комплексобразование не сказалось на поступлении этого элемента в растения.

Во всех описанных выше экспериментах растения поглощали тяжелые металлы из растворов, содержавших только ионы этих металлов или их комплексонаты. Известно, однако, что отсутствие в растворе Ca может приводить к нарушению проницаемости биологических мембран и искажению полученных результатов. Поэтому в одном из последующих опытов в раствор вводили также и Ca. При этом учитывалось, что логарифм константы устойчивости комплексов ЭДТА с Zn, Cd и Hg выше, чем с Ca, и в растворе в данных концентрационных условиях должны преобладать комплексонаты тяжелых металлов. ЭДТА была выбрана в связи с тем, что она образует достаточно устойчивые комплексы с тяжелыми металлами и ее натриевая соль хорошо растворяется в воде и незначительно изменяется pH раствора. Кроме того, в предыдущих опытах она

оказалась одним из соединений, в наибольшей степени влияющим на поглощение этих металлов.

Данные табл. 3 свидетельствуют о том, что присутствие в растворе Ca только усилило действие комплексонов на поглощение растениями тяжелых металлов. Под влиянием ЭДТА концентрация Zn в растении снизилась в 10 раз, Cd — в надземной массе в 11 раз, а в корнях — в 6 раз. Снижение концентрации Hg, как и в предыдущих опытах, было недостоверным.

Как уже указывалось ранее, глицин не влиял ни на поступление, ни на распределение тяжелых металлов в растении. Это может свидетельствовать либо о том, что комплекс глицин — тяжелые металлы поступает в растение и транспортируется по нему с такой же скоростью, как и тяжелые металлы в ионной форме, либо о том, что глицин и тяжелые металлы поступают в растения в условиях эксперимента раздельно. Для решения возникших вопросов был проведен эксперимент в песчаной культуре с двойной меткой — по углероду глицина и тяжелому металлу. Если отношение активностей углерода и металла в растении будет аналогичным таковому в растворе, то, по видимому, комплексонат металла поступает в растения в неизменном виде. Поскольку оно меньше, чем в растворе (табл. 4), то можно предположить наличие разной скорости поступления глицина и тяжелых металлов в растение. Скорость поступления глицина в корни растений была ниже скорости поступления ионов металлов.

В ранее проведенных экспериментах (табл. 2) не удалось обнаружить закономерности в действии различных комплексных соединений на поглощение тяжелых металлов растениями. Для дальнейшего изучения этого вопроса была поставлена серия опытов с Ca в водной культуре. При этом обращали внимание на строго одинаковую кислотность среды в контроле и опыте (ранее она колебалась в довольно широких пределах pH 3,5—5,5, так как имелись данные об отсутствии заметного влияния кислотности

Таблица 4

Поглощение глицинатов тяжелых металлов кукурузой

Элемент и его концентрация, мг/кг песка	Объект исследования	Отношение активностей $^{14}\text{C}/^*\text{Me}$
Zn, 0,22	Раствор	26,4±6,0
	Растение	7,8±1,7
Cd, 0,33	Раствор	6440±1200
	Растение	530±150
Hg, 0,43	Раствор	6,4±0,8
	Растение	1,0±0,2

среды на поглощение катионов в этом интервале pH [5, 11]). pH среды доводили до 5,5—5,7 при помощи 1% раствора КОН. Контролем служил раствор меченого кальция, к которому добавляли эквивалентное количество калия (в виде KCl). Выбор времени эксперимента (2 сут) и концентрации Са в растворе (8,1 мг/мл) определялся рядом факторов: последняя должна быть близкой к концентрации Са в почвенном растворе; концентрация Са и pH раствора не должна заметно изменяться за время эксперимента.

Из табл. 5 следует, что в опытах, где для каждого комплексона был свой контроль (в зависимости от количества добавленного КОН), разница в действии различных комплексонов была минимальной. Все они, за исключением ИДУ, дающей наименее стабильный комплекс с металлами, снижали поступление Са в растения в 2—3 раза. Очевидно, что при данном диапазоне молекулярных масс и пространственной конфигурации молекул нет принципиальной разницы в механизме их поступления в корни растений. Константа устойчивости комплекса (по крайней мере начиная с 6,5) при pH раствора 5,5—5,7 также не играет решающей роли в этом процессе.

Тяжелые металлы могут поступать в клетку корня как в виде иона, так и в виде интактного комплексоната, т. е. разрушение комплекса лиганд — металл может происходить либо на внешней стороне мембраны, и в этом случае металл поступает в клетку в виде иона, либо этот комплекс входит в клетку целиком, а затем уже претерпевает различные превращения. В первом случае независимо от количества поглощенного элемента его распределение в растении в кон-

трольном и опытном вариантах должно быть одинаковым. Во втором случае распределение элемента в растении будет одинаковым, если комплексонат металла и ион металла вступают в обмен и транспортируются по растению с одинаковой скоростью, что маловероятно. Данные табл. 5 указывают на неодинаковое распределение кальция в растениях контрольного и опытных вариантов. По всей вероятности, достаточно прочный комплекс входит в клетку интактно. Однако для окончательного решения этого вопроса в дальнейшем необходимо провести эксперимент с двойной меткой по углероду или водороду комплексона и металлу.

В случае поглощения растениями комплексонатов кальция наблюдается относительно большее накопление этого элемента в надземной массе. Отношение удельных активностей надземной массы и корней, принятое в контроле за единицу, составляло: для ИДУ — 1,18; НТУ — 1,61; ЭДТА — 1,48; ДАПА — 1,43; НТФ — 1,78; ОЭДФ — 1,14. Очевидно, комплексонаты кальция в меньшей степени связываются в клетках корня, чем его ионы, и, следовательно, поступление кальция в надземную массу усиливается. Скорее всего это один из механизмов, который позволяет предупреждать появление хлороза растений при использовании комплексонатов железа на карбонатных почвах [2, 4, 7].

Интерпретировать результаты экспериментов с почвами значительно сложнее. Можно предположить, что поступление комплексонатов металлов в растения из почвы будет определяться рядом факторов:

1) положительным влиянием комплексонов на поступление металла в растения, обусловленным меньшей сорбируемостью комплексных соединений в почве по сравнению с ионными формами, и предотвращением гидролиза катионов, особенно на карбонатных почвах;

2) взаимодействием комплексонатов изучаемых металлов с другими металлами, находящимися в почве, например, с Fe, для которого логарифм константы устойчивости комплексоната выше [1];

3) меньшей скоростью поступления комплексных соединений в растительную клетку по сравнению с ионами, что наблюдалось в предыдущих опытах с растворами;

4) наличием в почве природных органических соединений, также обладающих комплексообразующими свойствами, и действием некоторых других факторов, от которых зависит устойчивость комплексных соедине-

Таблица 5

Поступление кальция в растения (в относительных единицах)

Варианты опыта	Надземная масса	Корни	Варианты опыта	Надземная масса	Корни
Контроль	1,00±0,13	1,00±0,13	ДАПА	0,76±0,24	0,58±0,23
ИДУ	0,80±0,14	0,73±0,18	ДТПА	0,71±0,06	0,44±0,04
НТУ	0,48±0,02	0,34±0,03	НТФ	0,44±0,04	0,27±0,04
ЭДТА	0,52±0,05	0,33±0,02	ОЭДФ	0,42±0,06	0,41±0,03

Поступление кадмия и цинка в надземную массу (в числителе) и в корни (в знаменателе) кукурузы из почвы (в относительных единицах)

Варианты опыта	Cd	Zn	Варианты опыта	Cd	Zn
Контроль*	$1,00 \pm 0,07$	$1,00 \pm 0,21$	ОЭДФ	$1,04 \pm 0,04$	$0,92 \pm 0,06$
	$1,00 \pm 0,07$	$1,00 \pm 0,19$		$1,03 \pm 0,06$	$1,08 \pm 0,17$
ИДУ	$1,02 \pm 0,12$	$0,90 \pm 0,22$	НТФ	$0,98 \pm 0,11$	$0,76 \pm 0,13$
	$0,89 \pm 0,10$	$0,84 \pm 0,27$		$0,88 \pm 0,07$	$0,82 \pm 0,31$
НТУ	$1,02 \pm 0,18$	$1,00 \pm 0,07$	ДАПА	$1,09 \pm 0,31$	$0,96 \pm 0,09$
	$1,15 \pm 0,15$	$1,07 \pm 0,22$		$1,02 \pm 0,12$	$1,24 \pm 0,08$
ЭДТА	$0,88 \pm 0,07$	$0,99 \pm 0,11$	ВВЛП	$1,08 \pm 0,15$	$0,84 \pm 0,08$
	$0,83 \pm 0,06$	$1,35 \pm 0,09$		$1,05 \pm 0,14$	$1,02 \pm 0,08$
ДТПА	$0,81 \pm 0,16$	$1,06 \pm 0,11$	Ф	$0,80 \pm 0,02$	$0,70 \pm 0,09$
	$1,00 \pm 0,14$	$1,20 \pm 0,20$		$0,76 \pm 0,08$	$0,93 \pm 0,19$

* Концентрация поглощенных элементов в контроле (мг/г сухой массы) составляла для Cd в надземной массе $0,037 \pm 0,003$, в корнях — $0,072 \pm 0,002$, для Zn — соответственно $0,0052 \pm 0,0011$ и $0,0032 \pm 0,0006$.

ний (рН, микробиологическая деятельность и др.).

Из табл. 6 видно, что в отличие от водной культуры при выращивании растений на дерново-подзолистой почве ($pH_{\text{вод}} 4,3$) комплексоны не влияли на поступление тяжелых металлов в растения. Это может быть обусловлено реакцией комплексонов металлов в почвенных условиях с Fe или другими элементами, константа устойчивости комплексонов которых выше, а также трансформацией вносимых в почву в контроле ионов Zn и Cd в органо-минеральную форму. Последнее весьма вероятно, так как природные органические соединения этих типов почв, как правило, недонасыщены. В пользу данного положения свидетельствует факт, что поступление Zn и Cd в виде комплексов с ВВЛП и Ф не отличается от контроля. По всей вероятности, Zn и Cd в контроле и опыте поступают в растения в одинаковой форме. Об этом свидетельствует следующее: 1) отношение удельных активностей надземной массы и корней в контроле и опыте в отличие от водной культуры одинаково; 2) при отмывке почвы водой

и соевым раствором (KCl) для изучения сорбции Zn и Cd не обнаружено различия между контролем и опытом.

Таким образом, влияние комплексонов на поступление катионов металлов из почвы в растение в значительной степени зависит от физико-химических свойств почвы. В то время как на карбонатных почвах комплексоны способствуют поступлению катионов в растения, на изученных дерново-подзолистых почвах их действие в случае Zn и Cd не проявляется.

Выводы

1. Комплексоны Ca, Zn и Cd поступали в растения из растворов с меньшей скоростью, чем ионы этих металлов.
2. Глицин и тяжелые металлы поступали из раствора в растения независимо друг от друга и с разной скоростью.
3. Комплексообразование усиливало транспорт Ca и тяжелых металлов в надземную массу.
4. Не обнаружено действия комплексонов на поглощение растениями Cd и Zn из дерново-подзолистой почвы ($pH_{\text{вод}} 4,3$).

ЛИТЕРАТУРА

1. Дятлова И. М., Темкина В. Я., Колпакова И. Д. Комплексоны. М.: Химия, 1970.— 2. Дятлова И. М., Темкина В. Я., Селиверстова И. А. Физико-химическое исследование некоторых комплексонов и их комплексов с металлами — микроэлементами почвы. — В сб.: Комплексоны как средств против известкового хлороза растений. Киев: Наукова Думка, 1965, с. 39.— 3. Кабачник М. И., Медведь Т. Я., Дятлова И. М., Рудомино М. В. Фосфорорганические комплексоны. — Успехи химии, 1974, т. 43, вып. 9, с. 1554—1574.— 4. Островская

Л. К. Роль железа в растениях, нарушение его метаболизма и применение хелатных соединений в качестве железных удобрений. — В сб.: Биолог. роль микроэлементов и их применение в сельск. хозяйстве и медицине. М.: Наука, 1974, с. 95—110.— 5. Петров-Спиридонов А. Е., Мазель Ю. Я. Влияние рН на поглощение кальция растениями. — Докл. ТСХА, 1965, вып. 109, с. 159—165.— 6. Справочник химика. Т. 3 / Под ред. Б. П. Никольского. М.—Л.: Химия, 1964, с. 159—160.— 7. Brown J. S., Tiffin L. O., Holmes R. S. — Plant Physiol., 1960, vol. 35,

N 6, p. 878—886.—8. Chaudhry F. M., Wallace A.—Plant and Soil, 1976, vol. 45, N 3, p. 697—700.—9. De Kock P. C., Mitchell R. L.—Soil Sci., 1957, vol. 84, N 1, p. 55—62.—10. Halvorson A. D., Lindsay W. L.—Soil Sci. Soc. Amer. J., 1977, vol. 41, N 3, p. 531—534.—11. Iwai I., Tetsuo H., Sonoda Y.—Soil Sci. Plant Nutr., 1975, vol. 21, N 1, p. 37—46.—12. Lagerwerff J. V., Biersdorf G. T., Milberg R. P., Brower D. L.—J. Environ. Qual., 1977, vol. 6, N 4, p. 427—431.—13. Myttenaere C., Mousny J. M.—Plant and Soil, 1974, vol. 41, N 1, p. 65—72.—14. Petruzeli

li G., Guid G., Lubrano L.—Water, Air and Soil Pollution, 1977, vol. 8, N 4, p. 393—399.—15. Schnitzer M., Khan S. U.—Humic substances in the environment. Dekker M., N. Y., 1972, p. 203—251.—16. Simons J. N., Swidler R., Harris M. B.—Plant Physiol., 1962, vol. 37, N 4, p. 460—466.—17. Tiffin L. O., Brown J. C., Krauss R. W.—Plant Physiol., 1960, vol. 35, N 3, p. 362—367.—18. Wallace A., North C. P., Mueller R. T., Shannon L. M., Hemaidan N.—Proc. Amer. Soc. Hortic. Sci., 1955, vol. 65, N 1, p. 9—16.

Статья поступила 5 октября 1981 г.

SUMMARY

The effect of chelating agents having carboxylic and phosphonic groups upon Ca, Zn, Cd and Hg accumulation by the maize seedlings was investigated in the water, sand and soil pot cultures. Natural substances from soil and decaying leaves were also employed as the ligands in the soil culture. While Hg uptake was not changed in the presence of the chelating agents, the uptake rate of the chelates of Ca, Zn and Cd in the water culture was lower than that of the free ions. However, the shoot/root ratio for the contents of these heavy metals was increased by the chelating agents. The complexing agents did not influence the uptake of Zn and Cd by the seedlings from the sod-podzolic soils. The role of the complexing agents in the transport of divalent cations absorbed from the soils is discussed in relation to the soil physico-chemical properties.